



# 氮添加对荒漠草原植物群落组成与微生物生物量生态化学计量特征的影响

王攀<sup>1</sup> 朱湾湾<sup>1</sup> 牛玉斌<sup>1</sup> 樊瑾<sup>1</sup> 余海龙<sup>1</sup> 赖江山<sup>2</sup> 黄菊莹<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>宁夏大学资源环境学院, 银川 750021; <sup>2</sup>中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; <sup>3</sup>宁夏大学环境工程研究院, 银川 750021

**摘要** 大气氮(N)沉降增加加速了土壤N循环, 引起微生物生物量碳(C):N:磷(P)生态化学计量关系失衡、植物种丧失和生态系统服务功能降低等问题。开展N添加下植物群落组成与微生物生物量生态化学计量特征关系的研究, 可为深入了解N沉降增加引起植物多样性降低的机理提供新思路。该文以宁夏荒漠草原为研究对象, 探讨了N添加下植物生物量和群落多样性的变化趋势, 分析了微生物生物量C:N:P生态化学计量特征独立及其与其他土壤因子共同对植物群落组成的影响。结果表明: N添加下猪毛菜(*Salsola collina*)生物量呈显著增加趋势, 牛枝子(*Lespedeza potaninii*)生物量呈逐渐降低趋势, 其他植物种生物量亦呈降低趋势但未达到显著水平; 沿N添加梯度, Shannon-Wiener多样性指数、Simpson优势度指数和Patrick丰富度指数均呈先略有增加后逐渐降低的趋势; N添加提高了微生物生物量N含量和N:P, 降低了微生物生物量C:N; 植物群落组成与微生物生物量N含量、微生物生物量C:N、微生物生物量N:P、土壤NO<sub>3</sub>-N浓度、土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度以及土壤全P含量有较强的相关关系; 微生物生物量C:N:P生态化学计量特征对植物种群生物量和群落多样性变化的独立解释力较弱, 但却与其他土壤因子共同解释了较大变差, 意味着N添加下微生物生物量C:N:P生态化学计量特征对植物群落组成的影响与其他土壤因子高度相关。

**关键词** 大气氮沉降; 生态化学计量特征; 生物多样性; 退化生态系统

王攀, 朱湾湾, 牛玉斌, 樊瑾, 余海龙, 赖江山, 黄菊莹 (2019). 氮添加对荒漠草原植物群落组成与微生物生物量生态化学计量特征的影响. 植物生态学报, 43, 427–436. DOI: 10.17521/cjpe.2019.0046

## Effects of nitrogen addition on plant community composition and microbial biomass ecological stoichiometry in a desert steppe in China

WANG Pan<sup>1</sup>, ZHU Wan-Wan<sup>1</sup>, NIU Yu-Bin<sup>1</sup>, FAN Jin<sup>1</sup>, YU Hai-Long<sup>1</sup>, LAI Jiang-Shan<sup>2</sup>, and HUANG Ju-Ying<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>College of Resources and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; <sup>2</sup>State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; and <sup>3</sup>Institute of Environmental Engineering, Ningxia University, Yinchuan 750021, China

### Abstract

**Aims** Increasing atmospheric nitrogen (N) deposition accelerates soil N cycling, potentially resulting in decoupling of microbial biomass carbon (C):N:phosphorus (P), loss of plant species, and reductions of provision of ecosystem service. Studies on how the changes of elemental balance in microbes affect plant community composition, could provide a new insight for making clear the mechanism of N-induced loss of plant species.

**Methods** We conducted a manipulative N addition experiment in a desert steppe in Ningxia, northwestern China to quantify the changes in plant biomass and species composition over two years. We analyzed the individual effects of microbial biomass C:N:P ecological stoichiometry and the joint effects with other key soil factors on plant community composition.

**Important findings** The responses of plants to N addition appeared species-specific. The biomass of *Salsola collina* increased substantially; the biomass of *Lespedeza potaninii* decreased gradually. Other species showed slightly decreasing in biomass although statistically insignificant ( $p > 0.05$ ). Along the N addition gradient, Shannon-Wiener diversity index, Simpson dominance index, and Patrick richness index of the plant community increased initially but decreased over time later. With increase in N addition level, the N content and N:P ratio of

收稿日期Received: 2019-03-05 接受日期Accepted: 2019-04-23

基金项目: 宁夏高等学校科学研究项目(NGY2017003)、国家自然科学基金(31760144)和宁夏自然科学基金(NZ17015)。Supported by the High School Scientific Research Foundation of Ningxia, China (NGY2017003), the National Natural Science Foundation of China (31760144), and the Natural Science Foundation of Ningxia, China (NZ17015).

\* 通信作者Corresponding author (juyinghuang@163.com)

the microbial community increased, but the C:N ratio decreased. Plant community composition showed stronger correlations with microbial biomass N content, microbial biomass C:N ratio, microbial biomass N:P, soil  $\text{NO}_3^-$ -N concentration, soil  $\text{NH}_4^+$ -N concentration, and the total P content of the soils. Microbial biomass C:N:P ecological stoichiometry explained <3% of the variation in aboveground plant biomass and community diversity index. Surprisingly, the joint influences from microbial biomass C:N:P ecological stoichiometry and other soil properties explained 51% of the variation in plant biomass and 26% of the change in plant community diversity. These results indicate that the effect of microbial biomass C:N:P ecological stoichiometry on plant community was highly related to the effects of other soil properties under N addition.

**Key words** atmospheric nitrogen deposition; ecological stoichiometry; species diversity; degraded ecosystem

Wang P, Zhu WW, Niu YB, Fan J, Yu HL, Lai JS, Huang JY (2019). Effects of nitrogen addition on plant community composition and microbial biomass ecological stoichiometry in a desert steppe in China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 43, 427–436. DOI: 10.17521/cjpe.2019.0046

大气氮(N)沉降是指由地面排放源排放至大气中的含N化合物,在大气中经过混合、转化、扩散和漂移并降落汇至地表的过程(Goulding, 1990)。21世纪初,人为活性氮(Nr)排放量已经达到自然界排放的2倍( $85 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ),且其中的78%又以N沉降的形式降落至地面(Fowler *et al.*, 2013)。据估计,全球N沉降量到2050年可能会增至  $195 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$  (Galloway *et al.*, 2004)。在我国, N沉降速率已从20世纪80年代的  $13.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  增加至21世纪的  $21.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (Liu *et al.*, 2013); 20世纪90年代至21世纪10年代期间全国 $\text{NO}_3$ 湿沉降量提高了74.1% (Yu *et al.*, 2017); 2008–2012年我国平均N沉降速率约为  $16.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 其中62%为 $\text{NH}_x$ , 38%为 $\text{NO}_y$  (Zhao *et al.*, 2017 b)。区域N沉降时空格局模拟结果表明, 21世纪初宁夏大部分地区N沉降速率达到  $20 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  以上, 低于南方大部分地区平均值但高于西北地区平均水平(顾峰雪等, 2016)。N作为大量营养元素之一, 对植物的生长发育至关重要。同时, N限制广泛存在于陆地生态系统中(LeBauer & Treseder, 2008)。因此, 短期或少量N沉降在一定程度上可缓解植物生长所受的N限制, 对植物地上部分的生长具有促进作用(Bai *et al.*, 2010; 王晶等, 2016); 但长期或高量N沉降不但会引起N富集, 而且可能造成植被-土壤系统元素计量关系失衡, 生物多样性降低和生态系统服务功能降低等问题(Li *et al.*, 2016)。

生态化学计量学是研究植物-微生物-土壤系统生物地球化学循环的一门新兴学科(Sterner & Elser, 2002)。碳(C)、N、磷(P)是元素循环和转化的核心, 调节和驱动着地上植物群落结构组成以及地下生态过程。研究表明微生物生物量C:N:P生态化学计量特征

在很大程度上符合“Redfield ratio” (Cleveland & Liptzin, 2007), 即微生物具有保持自身C、N、P组成比相对稳定的能力(Hessen & Elser, 2010)。然而, 近年来随着N沉降的加剧, 微生物生物量元素计量关系逐渐趋于失衡(Mayor *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2017; 王传杰等, 2018)。植被-土壤系统地上和地下过程是相互联系的(Zechmeister-Boltenstern *et al.*, 2015)。植物地下部分和微生物对养分的相互依存和相互竞争关系, 直接调控着植物生产力和群落多样性(van der Heijden *et al.*, 2008; 蒋婧和宋明华, 2010)。此外, 微生物生物量C:N:P决定了其活动方向(养分固持或矿化), 影响着土壤养分有效性。因此, N沉降下微生物生物量C:N:P平衡关系的改变可能会通过与植物地下部分以及土壤元素的相互作用, 影响到植被地上部分群落组成。目前国内研究学者已分别从植物N:P计量平衡(Zhan *et al.*, 2017), 植物资源竞争(Lan *et al.*, 2015), 凋落物累积和土壤酸化(Fang *et al.*, 2012), 金属离子富集和叶片 $\text{Mn}^{2+}$ 吸收规律(Tian *et al.*, 2016)等方面揭示了N添加引起植物多样性降低的机制, 尚缺乏从微生物生物量C:N:P生态化学计量关系角度的探讨。

近年来, 随着大气污染物控制措施的实施, N沉降在我国南方有缓解趋势, 但在西北地区仍呈上升趋势(顾峰雪等, 2016; Yu *et al.*, 2017)。宁夏回族自治区是我国典型的生态脆弱区, 受全球变化和人为活动干扰的影响, 区域植被退化严重。尽管模型估计的区域N沉降量低于我国南方大部分地区, 但区域生态系统可接受的N沉降临界负荷为  $1.0\text{--}2.0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 对N沉降增加比较敏感(段雷等, 2002), 因此其N沉降增加效应不容忽视。那么, N沉降增加如何影响荒漠草原植物生长发育和群落多样性, 微

生物生物量C:N:P生态化学计量特征如何独立以及与其他土壤因子共同作用于荒漠草原植物群落组成等问题, 都值得我们进行深入探讨。为此, 项目组在宁夏荒漠草原设置了为期两年的N沉降增加的野外模拟试验(2015–2016年), 以期对深入理解N沉降增加下植被-土壤系统地上和地下间元素的传递规律提供新思路。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

试验样地设立于宁夏回族自治区盐池县柳杨堡乡杨寨子村围栏草地内(37.80° N, 107.45° E, 海拔1 367 m)。该草地地处毛乌素沙地西南边缘, 是黄土高原向鄂尔多斯台地的过渡区域, 于1998年开始围封(期间草地自然生长, 无人为干扰)。研究区气候类型为典型大陆性气候: 年平均气温为7.7 °C, 年降水量为289.4 mm, 年蒸发量为2 131.8 mm。试验区0–20 cm土壤有机C含量、全N含量、全P含量、碱解N浓度、速效P浓度和pH值分别为4.45 g·kg<sup>-1</sup>、0.39 g·kg<sup>-1</sup>、0.39 g·kg<sup>-1</sup>、23.92 mg·kg<sup>-1</sup>、2.03 mg·kg<sup>-1</sup>和8.27; 土壤质地为砂壤土, 土壤类型为灰钙土; 植被类型为荒漠草原, 物种组成以一年生和多年生草本植物为主, 如猪毛菜(*Salsola collina*)、猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)、牛枝子(*Lespedeza potaninii*)、草木樨状黄耆(*Astragalus melilotoides*)、白草(*Penisetum centrasiaticum*)、针茅(*Stipa capillata*)和甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)等(黄菊莹等, 2018)。

### 1.2 试验设计

2015年1月, 在围栏草地内选择地势平坦、植被均匀有代表性的地段作为N添加处理的试验样地。N肥施用量以2011–2013年于宁夏回族自治区盐池县城郊乡四份子村围栏草地设立的N添加原位试验的观察结果为主要依据(黄菊莹和余海龙, 2016), 同时参考了区域大气N沉降水平(顾峰雪等, 2016)。N肥选择含N量34%的NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (分析纯), 通过添加不同量的N肥(0、1.25、2.50、5、10和20 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>), 形成6个N处理: N0、N1.25、N2.50、N5、N10和N20, 每个处理5次重复。每个试验小区面积为8 m × 8 m, 小区之间设置了2 m的缓冲带。N肥施用时间为2015–2016年5–8月的月初。施用时间, 将配好的N肥溶液用喷壶均匀喷洒在样方中, 对照只做喷水处理,

以减少因水分施用量不同而引起的试验误差。

### 1.3 植被调查与样品收集

2015年N处理结束后, 保持试验样地植物连续生长, 未进行刈割等人为处理。连续两年N添加后, 于2016年8月中旬, 在每个小区内随机选取3个1 m × 1 m的样方进行植被群落调查。调查内容包括物种组成、物种数、频度和高度等。植被调查结束后, 齐平地剪下地上部分, 按猪毛蒿、牛枝子、草木樨状黄耆和猪毛菜4个种群归类, 剩余物种归为一类(即其他物种), 分装入纸袋带回实验室烘干称质量(65 °C, 48 h)。群落生物量为所有物种地上生物量之和。物种多样性以Shannon-Wiener多样性指数(*H*)、Simpson优势度指数(*D*)、Patrick丰富度指数(*R*)和Pielou均匀度指数(*E*)衡量。各指标计算公式(张金屯, 2004)如下:

$$\text{重要值}(P_i) = (\text{相对生物量} + \text{相对高度} + \text{相对频度})/3 \quad (1)$$

$$H = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (2)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (3)$$

$$R = S \quad (4)$$

$$E = H/\ln S \quad (5)$$

式中, *S*为群落中物种数, *P<sub>i</sub>*为种*i*的重要值。

同期, 采用内径为5 cm的土钻收集每个小区0–20 cm土壤样品。每个小区内随机取3钻, 混匀过2 mm标准筛后分装为两部分: 一部分置于冰箱4 °C保存, 用于微生物生物量C、微生物生物量N、微生物生物量P、土壤硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)、土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和土壤速效P浓度的测定; 另外一部分风干后, 用于土壤有机C、全N和全P含量的测定。

### 1.4 室内测试分析

土壤和微生物指标的测定中, 土壤有机C含量采用重铬酸钾容量-外加热法, 全N含量采用凯氏定氮法, 全P含量采用钼锑抗比色法, NO<sub>3</sub>-N和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度采用连续流动分析仪(Auto Analyzer 3, SEAL Analytical GmbH, Hanau, Germany), 速效P浓度采用0.5 mol·L<sup>-1</sup> NaHCO<sub>3</sub>法; 微生物生物量C含量采用氯仿熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提-碳分析仪器法, N含量采用氯仿熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>提取-流动注射氮分析仪器法, P含量采用氯仿熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>提取-磷酸(Pi)测定-外加Pi校正法。

## 1.5 统计方法

采用SigmaPlot 12.5进行图的绘制。采用SPSS 13.0中单因素方差分析来分析N处理间植物生物量、群落多样性以及微生物生物量C:N:P生态化学计量特征的差异。采用R中的vegen程序包进行数据的冗余分析(RDA)及变差分解。在RDA中,以全部土壤因子作为解释变量,分别以植物种群生物量和群落多样性指数作为响应变量,对数据进行分析。为获得各组土壤因子对植物种群生物量和群落多样性指数独立的解释力以及组间共同的解释力,将土壤因子拆解为微生物生物量C:N:P生态化学计量特征(C含量、N含量、P含量、C:N、C:P和N:P,命名为 $X_1$ )、土壤C:N:P生态化学计量特征(有机C含量、全N含量、全P含量、C:N、C:P和N:P,命名为 $X_2$ )以及其他土壤化学性质( $\text{NO}_3^-$ -N浓度、 $\text{NH}_4^+$ -N浓度和速效P浓度,命名为 $X_3$ )等3组作为解释变量,分别以植物种群生物量(猪毛蒿、牛枝子、草木樨状黄耆和猪毛菜)和群落多样性指数( $H$ 和 $D$ )作为响应变量,用var.part函数进行变差分解。

## 2 结果和分析

### 2.1 N添加对植物生物量和群落多样性的影响

连续两年N添加对植物生长的影响在物种间存在差异(图1):少量N添加对群落生物量的影响不显著( $p > 0.05$ ),N5、N10和N20处理显著提高了群落生物量( $p < 0.05$ );与对照(N0)相比,除N1.25处理外,N处理显著提高了猪毛菜生物量(提高幅度

163.1%–695.0%,  $p < 0.05$ )、显著降低了牛枝子生物量(降低幅度28.4%–56.3%,  $p < 0.05$ ),且这些N处理间牛枝子生物量无显著性差异( $p > 0.05$ )。随着N添加量增加,猪毛蒿、草木樨状黄耆和其他物种生物量呈降低趋势,但各处理间均无显著性差异( $p > 0.05$ )。

N添加对各植物群落多样性指数的影响存在差异(图2):与N0处理相比,中低量N添加对Shannon-Wiener多样性指数与Simpson优势度指数无显著影响( $p > 0.05$ ),N20处理显著降低了Shannon-Wiener多样性指数( $p < 0.05$ ),N10和N20处理显著降低了Simpson优势度指数( $p < 0.05$ );N1.25和N2.50处理显著提高了Patrick丰富度指数( $p < 0.05$ ),其他N处理对Patrick丰富度指数的影响不显著( $p > 0.05$ );N2.50处理显著降低了Pielou均匀度指数( $p < 0.05$ ),其他N处理对Pielou均匀度指数无明显的影响( $p > 0.05$ )。以上结果说明,少量N添加有助于提高植物群落物种数,但中高量N添加降低了植物群落多样性和异质性,使群落结构趋于单一。

### 2.2 N添加对微生物生物量C:N:P生态化学计量特征的影响

连续两年N添加改变了微生物生物量C:N:P生态化学计量特征(图3):与N0处理相比较,少量N添加对微生物生物量N含量、C:N和N:P影响较小,N10和N20处理显著提高了微生物生物量N含量,N20处理显著提高了微生物生物量N:P( $p < 0.05$ ),N5、N10和N20处理显著降低了微生物生物量C:N( $p < 0.05$ );

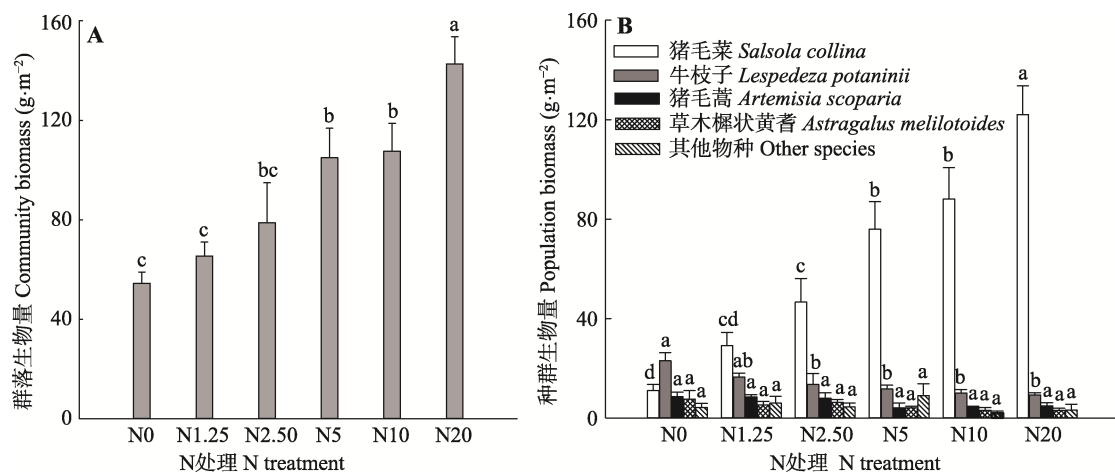


图1 N处理对植物群落(A)和种群生物量(B)的影响(平均值+标准误差,  $n = 5$ )。N0、N1.25、N2.50、N5、N10和N20分别代表0、1.25、2.50、5、10和20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的N施用量。不同小写字母表示N处理间指标差异显著( $p < 0.05$ )。

Fig. 1 Effects of N addition on biomass of plant community (A) and individual species (B) (mean + SE,  $n = 5$ ). N0, N1.25, N2.50, N5, N10, and N20 represent N addition level of 0, 1.25, 2.50, 5, 10, and 20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among N treatments ( $p < 0.05$ ).

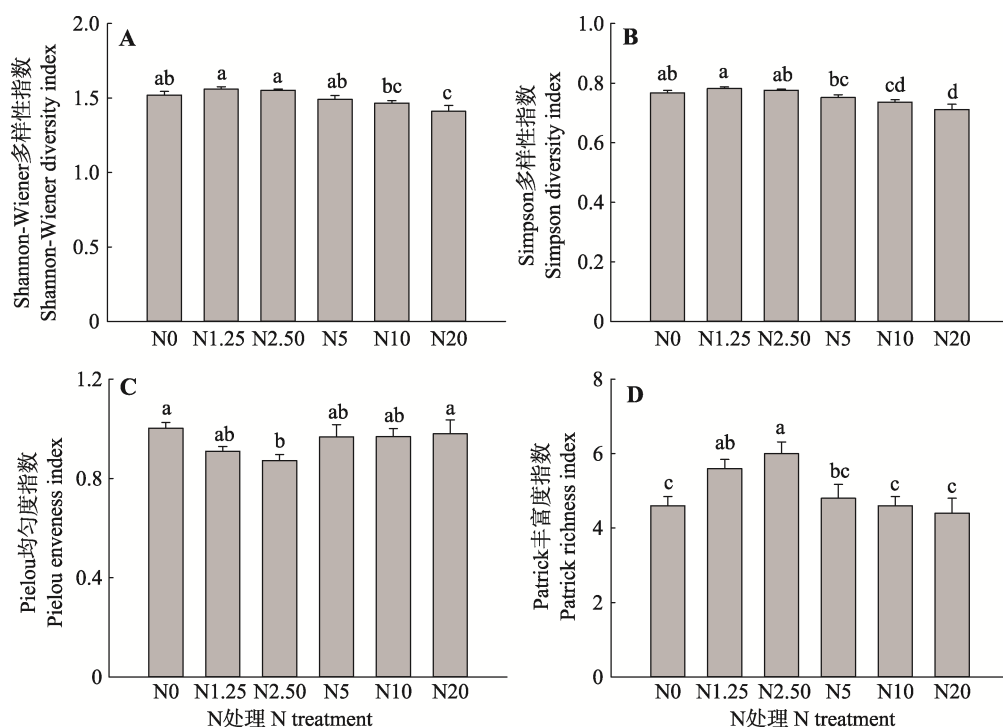


图2 N处理对植物群落多样性指数的影响(平均值+标准误差,  $n = 5$ )。N0、N1.25、N2.50、N5、N10和N20分别代表0、1.25、2.50、5、10和20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的N施用量。不同小写字母表示N处理间指标差异显著( $p < 0.05$ )。

**Fig. 2** Effects of N treatments on plant community diversity (mean + SE,  $n = 5$ ). N0, N1.25, N2.50, N5, N10, and N20 represent N addition level of 0, 1.25, 2.50, 5, 10, and 20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among N treatments ( $p < 0.05$ ).

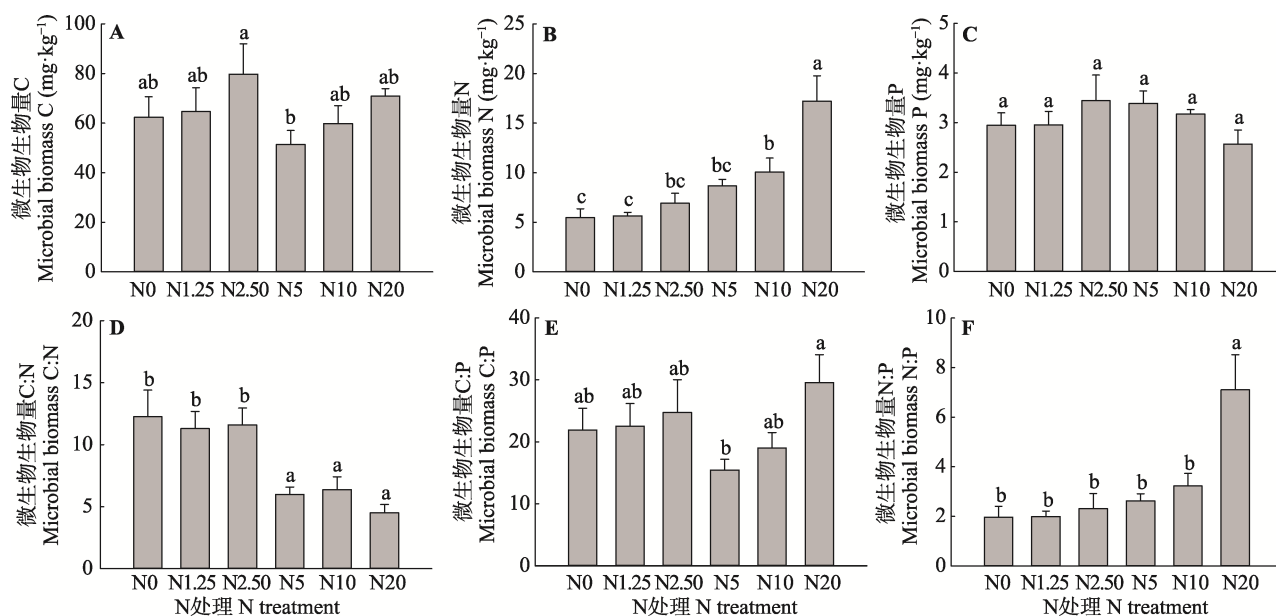


图3 N处理对微生物生物量C、N、P及其生态化学计量比的影响(平均值+标准误差,  $n = 5$ )。N0、N1.25、N2.50、N5、N10和N20分别代表0、1.25、2.50、5、10和20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的N施用量。不同小写字母表示N处理间指标差异显著( $p < 0.05$ )。

**Fig. 3** Effects of N treatments on microbial biomass C, N, P, and their stoichiometric ratios (mean + SE,  $n = 5$ ). N0, N1.25, N2.50, N5, N10, and N20 represent N addition level at 0, 1.25, 2.50, 5, 10, and 20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among N treatments ( $p < 0.05$ ).

相比之下, N处理对微生物生物量C含量、P含量和C:P的影响较小。

## 2.3 植物群落组成影响因素分析

土壤因子与植物种群生物量的RDA结果中, 两

个典范轴累计方差解释率为0.725 (图4A): 猪毛菜生物量与微生物生物量N含量、微生物生物量N:P、土壤 $\text{NH}_4^+$ -N浓度、土壤 $\text{NO}_3^-$ -N浓度以及土壤全P含量具有较强的正相关关系, 与微生物生物量C:N具有较强的负相关关系; 猪毛蒿、草木樨状黄耆和牛枝子生物量与各土壤因子的关系同猪毛菜相反。

土壤因子与植物群落多样性指数的RDA结果中, 两个典范轴累计方差解释率为0.832 (图4B): Shannon-Wiener多样性指数和Simpson优势度指数均与微生物生物量P含量以及C:N具有较强的正相关关系, 与微生物生物量N含量、微生物生物量

N:P、土壤 $\text{NH}_4^+$ -N浓度、土壤 $\text{NO}_3^-$ -N浓度、土壤全P含量和土壤速效P浓度具有较强的负相关关系。

土壤因子与植物种群生物量的变差分解结果显示(图5A): 被土壤因子所解释的植物种群生物量变差总 $R^2$ 为0.71, 不能解释部分 $R^2$ 为0.29; 各组土壤因子中, 仅 $X_3$ 有独立的解释力;  $X_1$ 与其他两组土壤因子共同解释部分 $R^2$ 较小, 但三组土壤因子共同解释部分 $R^2$ 较大, 表明在对植物种群生物量的影响方面, 微生物生物量C:N:P生态化学计量特征与其他土壤因子高度相关。

土壤因子与植物群落多样性指数的变差分解结

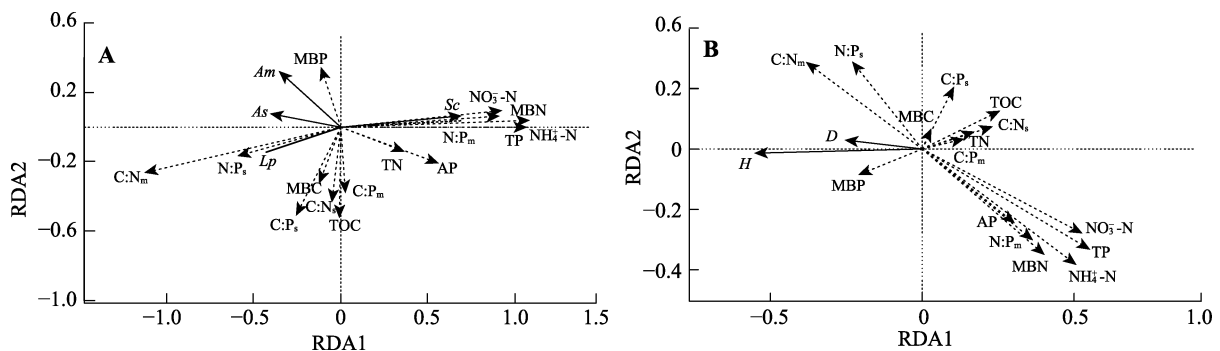


图4 土壤因子与植物种群生物量(A)以及群落多样性指数(B)的冗余分析(RDA)。Sc、Am、As和Lp分别代表猪毛菜、草木樨状黄耆、猪毛蒿和牛枝子。H和D分别代表Shannon-Wiener多样性指数和Simpson优势度指数。MBC、MBN、MBP、C:N<sub>m</sub>、C:P<sub>m</sub>和N:P<sub>m</sub>分别代表微生物生物量C含量、N含量、P含量、C:N、C:P和N:P。TOC、TN、TP、C:N<sub>s</sub>、C:P<sub>s</sub>、N:P<sub>s</sub>、 $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N和AP分别代表土壤有机C含量、全N含量、全P含量、C:N、C:P、N:P、 $\text{NH}_4^+$ -N浓度、 $\text{NO}_3^-$ -N浓度和速效P浓度。

Fig. 4 RDA of plant biomass (A) and community diversity (B) explained by soil factors. Sc, Am, As, and Lp represent *Salsola collina*, *Astragalus melilotoides*, *Artemisia scoparia*, and *Lespedeza potaninii*, respectively. H and D represent Shannon-Wiener diversity index and Simpson dominance index, respectively. MBC, MBN, MBP, C:N<sub>m</sub>, C:P<sub>m</sub>, and N:P<sub>m</sub> represent microbial biomass C content, N content, P content, C:N, C:P, and N:P, respectively. TOC, TN, TP, C:N<sub>s</sub>, C:P<sub>s</sub>, N:P<sub>s</sub>,  $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N, and AP represent soil organic C content, total N content, total P content, C:N, C:P, N:P,  $\text{NH}_4^+$ -N concentration,  $\text{NO}_3^-$ -N concentration, and available P concentration, respectively.

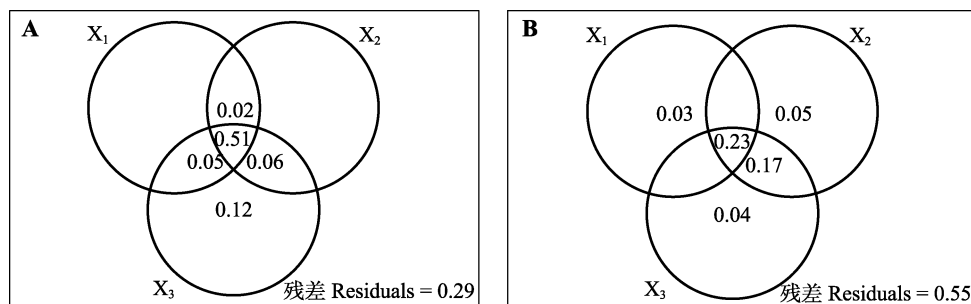


图5 土壤因子组合对植物种群生物量(A)和群落多样性指数(B)的变差分解。小于0的数值未显示。单个圆圈内数字代表该土壤因子组合能解释的变差, 圆圈重合部分内数字代表几个土壤因子组合共同解释的变差。 $X_1$ 组包括微生物生物量C含量、N含量、P含量、C:N、C:P和N:P;  $X_2$ 组包括土壤有机C含量、全N含量、全P含量、C:N、C:P和N:P;  $X_3$ 组包括土壤 $\text{NO}_3^-$ -N浓度、 $\text{NH}_4^+$ -N浓度和速效P浓度。

Fig. 5 Variation partitioning of plant population biomass (A) and community diversity index (B) by soil factor groups. Values < 0 not shown. Data in one circle represent the variation individually explained by the soil factor group, data in the overlapped part of circles represent the variation jointly explained by soil factor groups.  $X_1$  group includes microbial biomass C content, N content, P content, C:N, C:P, and N:P;  $X_2$  group includes soil organic C content, total N content, total P content, C:N, C:P, N:P;  $X_3$  group includes soil  $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N, and available P concentrations, respectively.



果显示(图5B): 被土壤因子所解释的植物群落多样性变差总 $R^2$ 为0.45, 不能解释部分 $R^2$ 为0.55; 各组土壤因子独立的解释量均较小;  $X_1$ 与其他两组土壤因子未表现出共同的解释力, 但三组土壤因子共同解释部分 $R^2$ 为0.23, 表明在对植物群落多样性的影响方面, 微生物生物量C:N:P生态化学计量同样与其他土壤因子高度相关。

### 3 讨论

#### 3.1 N添加下植物群落组成的变化特征

N添加下植物群落组成的变化趋势常取决于土壤环境的初始条件。在较为贫瘠的土壤环境下, 植物生物量和群落多样性具有较大的提高潜力, 短时间内也不会发生植物种的淘汰式竞争。在土壤N含量较高的环境下, 群落多样性提高空间变小, 容易发生植物种被排斥的现象。因此, 在土壤N受限时, N添加会促进植物种生长; 随着N有效性的提高, 植物种N利用策略不同引起的生态位分离以及逐渐增强的植物种间对光照和P等资源的竞争, 导致部分植物种被淘汰(Song *et al.*, 2012; 毛庆功等, 2015)。本研究中, N添加促进了猪毛菜的生长发育, 明显抑制了牛枝子生物量的积累(图1)。其原因可能是在长期围封的荒漠草原, 牛枝子对有限资源具有较强的竞争能力, 所以在群落中有较大的生态位宽度(张晶晶和许冬梅, 2013); 随着N肥的持续施入, 其他植物种的N限制逐渐得到缓解, 一、二年生藜科植物猪毛菜凭借其较强的生存能力(R对策)开始大量繁殖(周晓兵等, 2010; 王晶等, 2016), 与其他植物种产生资源竞争, 使这些植物种逐渐从群落中淘汰。所研究植物种的各异反应导致了群落多样性的改变: 少量N添加显著提高了Patrick丰富度指数, 中高量N添加显著降低了Shannon-Wiener多样性指数、Simpson优势度指数以及Patrick丰富度指数。因此, 少量N添加促进了多数植物生长, 从而提高了群落物种数; 但中高量N添加会抑制部分植物生长, 导致群落多样性降低, 反映了研究区植物种对低量N添加具有较高的敏感性, 与其他针对草原生态系统的研究结果(Tang *et al.*, 2017; 杨倩等, 2018)相似。

#### 3.2 N添加下微生物生物量C:N:P生态化学计量特征

微生物生物量C:N:P生态化学计量比决定了微生物活动的方向以及凋落物分解过程中养分释放与

否, 因此影响着土壤C状况和养分有效性(Heuck *et al.*, 2015)。全球尺度上微生物生物量C:P变化幅度较大(平均值为59.5, 摩尔比), 但C:N (3–24)和N:P (1–55)变化幅度较小(Cleveland & Liptzin, 2007)。本研究中, 转换后的微生物生物量C:N、C:P和N:P的变化范围分别为5.26–14.30、39.79–76.19和4.33–15.70, 处于全球数据的变化范围之内, 但是低于我国黄河三角洲湿地(Lu *et al.*, 2018)以及高山草地的值(Zhao *et al.*, 2017a)。其原因一方面可能是N添加提高了土壤N有效性(附录I), 因此刺激了微生物生长发育。另一方面, 试验草地自1998年开始围封, 连续18年的禁牧促进了微生物活动以及N和P的积累(曹成有等, 2011; 薛亚芳等, 2018), 进而可能导致C:N和C:P偏低。

N是影响微生物活性的重要因素, 同时又是大多数陆地生态系统微生物生长发育的主要限制因子。因此, 大气N沉降增加会影响到微生物生物量积累, 但其影响较为复杂, 有关研究结论具有很大的不确定性(何亚婷等, 2010)。基于全球尺度的数据整合分析结果表明, N添加显著提高了微生物生物量C:P和N:P, 对微生物生物量C:N的影响则受到生态系统类型的综合影响(Yue *et al.*, 2017)。本研究中, 少量N添加对微生物生物量C:N:P生态化学计量特征影响较小, 中高量N添加提高了微生物生物量N含量和N:P, 降低了C:N。微生物生物量C:N:P生态化学计量比可以反映生态系统养分的受限程度(Cleveland & Liptzin, 2007), 因此以上研究结果意味着中高量N添加缓解了研究区N受限性, 但同时可能导致P限制风险增加, 与全球尺度以及小尺度N添加试验结果相似(Yue *et al.*, 2017; Zhou *et al.*, 2017; Soong *et al.*, 2018)。

#### 3.3 N添加下植物群落组成与微生物生物量C:N:P生态化学计量特征的关系

微生物通过对土壤养分的固持与矿化, 调节着土壤养分有效性以及植物养分利用策略。反之, 植物通过其地下部分对土壤性质的改变而影响微生物活动的方向(van der Heijden *et al.*, 2008; 宿晓琳等, 2018)。因此, 微生物和植物地下部分对养分的相互关系直接影响着植物群落结构(蒋婧和宋明华, 2010)。RDA结果(图4)表明, 植物群落多样性指数与微生物生物量P含量以及C:N正相关, 与微生物生物量N含量以及N:P负相关, 表明随着土壤N有效性的

提高,微生物与植物对P的竞争增强,具体表现为微生物对P的消耗加剧,植物可利用的P减少,从而导致植物群落多样性降低;当微生物生物量N:P处于较低水平时,微生物对P的矿化作用增强,植物可利用的P增加,群落多样性升高。这一结果也证实了微生物生物量C:N:P生态化学计量特征可以指示系统养分的受限程度(Cleveland & Liptzin, 2007);在其他相关性较高的土壤因子中,  $\text{NO}_3^-$ -N和 $\text{NH}_4^+$ -N浓度与植物群落多样性指数负相关,说明在连续两年N添加下土壤N的多寡仍是植物群落组成变化的一个决定性因素(Zhang *et al.*, 2014)。此外,尽管随着土壤N有效性增加,全P含量亦略有增加(附录II),但激增的无机N浓度导致其与速效P浓度的比值显著加大(附录I)。依据生态化学计量学原理,土壤P有效性相对N有效性明显不足,导致植物群落多样性降低,具体表现为全P含量和速效P浓度与植物群落多样性指数负相关(图4),与全球尺度整合分析结果类似(Li *et al.*, 2016)。

进一步的变差分解结果显示(图5),微生物生物量C:N:P生态化学计量特征对植物种群生物量和群落多样性指数的独立解释力较低,但其与其他土壤因子有较强的共同解释力,表明微生物生物量元素化学计量关系与这些土壤因子高度相关,共同作用于植物群落结构变化。可能原因在于:一方面,微生物在生长过程中需要土壤养分的协调供应,所以土壤C:N:P生态化学计量特征会显著影响微生物生物量C:N:P生态化学计量特征和代谢活动(周正虎和王传宽, 2016);另一方面,微生物通过自身的固N和硝化作用,会对土壤中有效N的含量产生影响(Leff *et al.*, 2015)。而且,微生物胞外酶的释放作用和对底物的分解也会影响到土壤中P等养分的供给状况(Makino *et al.*, 2003)。因而微生物和土壤之间N和P传递和转化的耦合关系,将直接作用于植物元素化学平衡特征乃至群落结构(Zechmeister-Boltenstern *et al.*, 2015)。

综合以上分析,少量N添加缓解了荒漠草原N限制,因而促进了植物生长发育和微生物生物量N积累、提高了微生物生物量N:P以及降低了微生物生物量C:N;中量N添加可能会导致P的相对不足、P限制风险相应增加,因此降低了植物群落多样性;N添加下微生物生物量C:N:P生态化学计量关系的改变会作用于植物群落组成,但其影响与土壤因

子对植物群落组成的影响高度相关。由于本研究仅是连续两年N添加后的野外试验结果,还需通过长期的原位试验对相关机理进行深入分析。

## 参考文献

- Bai YF, Wu JG, Clark CM, Naeem S, Pan QM, Huang JH, Zhang LX, Han XG (2010). Tradeoffs and thresholds in the effects of nitrogen addition on biodiversity and ecosystem functioning: Evidence from Inner Mongolia grasslands. *Global Change Biology*, 16, 358–372.
- Cao CY, Shao JF, Jiang DM, Cui Z (2011). Effects of fence enclosure on soil nutrients and biological activities in highly degraded grasslands. *Journal of Northeastern University (Natural Science)*, 32, 427–430, 451. [曹成有, 邵建飞, 蒋德明, 崔振 (2011). 围栏封育对重度退化草地土壤养分和生物活性的影响. 东北大学学报(自然科学版), 32, 427–430, 451.]
- Cleveland CC, Liptzin D (2007). C:N:P stoichiometry in soil: Is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 85, 235–252.
- Duan L, Hao JM, Xie SD, Zhou ZP (2002). Estimating critical loads of sulfur and nitrogen for Chinese soils by steady state method. *Journal of Environmental Science*, 23(2), 7–12. [段雷, 郝吉明, 谢绍东, 周中平 (2002). 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷. 环境科学, 23(2), 7–12.]
- Fang Y, Xun F, Bai WM, Zhang WH, Li LH (2012). Long-term nitrogen addition leads to loss of species richness due to litter accumulation and soil acidification in a temperate steppe. *PLOS ONE*, 7, e47369. DOI: 10.1371/journal.pone.0047369.
- Fowler D, Coyle M, Skiba U, Sutton MA, Cape JN, Reis S, Sheppard LJ, Jenkins A, Grizzetti B, Galloway JN, Vito-usek P, Leach A, Bouwman AF, Butterbach-Bahl K, Dentener R, Stevenson D, Amann M, Voss M (2013). The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 368, 20130164. DOI: 10.1098/rstb.2013.0164.
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR, Vöosmarty CJ (2004). Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70, 153–226.
- Goulding KWT (1990). Nitrogen deposition to land from the atmosphere. *Soil Use Manage*, 6, 61–63.
- Gu FX, Huang M, Zhang YD, Yan HM, Li J, Guo R, Zhong XL (2016). Modeling the temporal-spatial patterns of atmospheric nitrogen deposition in China during 1961–2010. *Acta Ecologica Sinica*, 36, 3591–3600. [顾峰雪, 黄玫, 张远东, 闫慧敏, 李洁, 郭瑞, 钟秀丽 (2016). 1961–2010年中国区域氮沉降时空格局模拟研究. 生态学报, 36, 3591–3600.]
- He YT, Qi YC, Dong YS, Peng Q, Xiao SS, Liu XC (2010).



- Advances in the influence of external nitrogen input on soil microbiological characteristics of grass land ecosystem. *Advances in Earth Science*, 25, 877–885. [何亚婷, 齐玉春, 董云社, 彭琴, 肖胜生, 刘欣超 (2010). 外源氮输入对草地土壤微生物特性影响的研究进展. *地球科学进展*, 25, 877–885.]
- Hessen DO, Elser JJ (2010). Elements of ecology and evolution. *Oikos*, 109, 3–5.
- Heuck C, Weig A, Spohn M (2015). Soil microbial biomass C:N:P stoichiometry and microbial use of organic phosphorus. *Soil Biology & Biochemistry*, 85, 119–129.
- Huang JY, Yu HL (2016). Responses of growth of four desert species to different N addition levels. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 165–176. [黄菊莹, 余海龙 (2016). 四种荒漠草原植物的生长对不同氮添加水平的响应. *植物生态学报*, 40, 165–176.]
- Huang JY, Yu HL, Liu JL, Ma F, Han L (2018). Effects of precipitation levels on the C:N:P stoichiometry in plants, microbes, and soils in a desert steppe in China. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 5362–5373. [黄菊莹, 余海龙, 刘吉利, 马飞, 韩磊 (2018). 控雨对荒漠草原植物、微生物和土壤C、N、P化学计量特征的影响. *生态学报*, 38, 5362–5373.]
- Jiang J, Song MH (2010). Review of the roles of plants and soil microorganisms in regulating ecosystem nutrient cycling. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 34, 979–988. [蒋婧, 宋明华 (2010). 植物与土壤微生物在调控生态系统养分循环中的作用. *植物生态学报*, 34, 979–988.]
- Lan ZC, Jenerette GD, Zhan SX, Li WH, Zheng SX, Bai YF (2015). Testing the scaling effects and mechanisms of N-induced biodiversity loss: Evidence from a decade-long grassland experiment. *Journal of Ecology*, 103, 750–760.
- LeBauer DS, Treseder KK (2008). Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89, 371–379.
- Leff JW, Jones SE, Prober SM, Barberán A, Borer ET, Firn JL, Fierer N (2015). Consistent responses of soil microbial communities to elevated nutrient inputs in grasslands across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112, 10967–10972.
- Li H, Yang S, Xu ZW, Yan QY, Li XB, van Nostrand JD, He ZL, Yao F, Han XG, Zhou JZ, Deng Y, Jiang Y (2017). Responses of soil microbial functional genes to global changes are indirectly influenced by aboveground plant biomass variation. *Soil Biology & Biochemistry*, 104, 18–29.
- Li Y, Niu SL, Yu GR (2016). Aggravated phosphorus limitation on biomass production under increasing nitrogen loading: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 22, 934–942.
- Liu XJ, Zhang Y, Han WX, Tang AH, Shen JL, Cui ZL, Vitousek P, Erisman JW, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang FS (2013). Enhance nitrogen deposition over China. *Nature*, 494, 459–462.
- Lu QQ, Bai JH, Zhang GL, Zhao QQ, Wu JJ (2018). Spatial and seasonal distribution of carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur and their ecological stoichiometry in wetland soils along a water and salt gradient in the Yellow River Delta, China. *Physics and Chemistry of the Earth*, 104, 9–17.
- Makino W, Cotner JB, Sterner RW, Elser JJ (2003). Are bacteria more like plants or animals? Growth rate and resource dependence of bacterial C:N:P stoichiometry. *Functional Ecology*, 17, 121–130.
- Mao QG, Lu XK, Chen H, Mo JM (2015). Responses of terrestrial plant diversity to elevated mineral element inputs. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 5884–5897. [毛庆功, 鲁显楷, 陈浩, 莫江明 (2015). 陆地生态系统植物多样性对矿质元素输入响应. *生态学报*, 35, 5884–5897.]
- Mayor JR, Mack MC, Schuur EAG (2015). Decoupled stoichiometric, isotopic, and fungal responses of an ectomycorrhizal black spruce forest to nitrogen and phosphorus additions. *Soil Biology & Biochemistry*, 88, 247–256.
- Song MH, Yu FH, Ouyang H, Cao GM, Xu XL, Cornelissen JHC (2012). Different inter-annual responses to availability and form of nitrogen explain species coexistence in an alpine meadow community after release from grazing. *Global Change Biology*, 18, 3100–3111.
- Soong JL, Maranon-Jimenez S, Cotrufo MF, Boeckx P, Bode S, Guenet B, Peñuelas J, Richter A, Stahl C, Verbruggen E, Janssens IA (2018). Soil microbial CNP and respiration responses to organic matter and nutrient additions: Evidence from a tropical soil incubation. *Soil Biology & Biochemistry*, 122, 141–149.
- Sterner RW, Elser JJ (2002). *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements From Molecules to the Biosphere*. Princeton University Press, Princeton.
- Su XL, Li YB, Yang B, Li Q (2018). Effects of plant diversity on soil microbial community in a subtropical forest. *Chinese Journal of Ecology*, 37, 2254–2261. [宿晓琳, 李英滨, 杨波, 李琪 (2018). 植物多样性对亚热带森林土壤微生物群落的影响. *生态学杂志*, 37, 2254–2261.]
- Tang ZS, Deng L, An H, Yan WM, Shangguan ZP (2017). The effect of nitrogen addition on community structure and productivity in grasslands: A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 99, 31–38.
- Tian QY, Liu NN, Bai WM, Li LH, Chen JQ, Reich PB, Yu Q, Guo DL, Smith MD, Knapp AK, Cheng WX, Lu P, Gao Y, Yang A, Wang TZ, Li X, Wang ZW, Ma YB, Han XG, Zhang WH (2016). A novel soil manganese mechanism drives plant species loss with increased nitrogen deposition in a temperate steppe. *Ecology*, 97, 65–74.
- van der Heijden MGA, Bardgett RD, van Straalen NM (2008). The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 296–310.
- Wang CJ, Wang QQ, Xu H, Gao HJ, Zhu P, Xu MG, Zhang WJ

- (2018). Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry characteristics of bulk soil, organic matter, and soil microbial biomass under long-term fertilization in cropland. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 3848–3858. [王传杰, 王齐齐, 徐虎, 高洪军, 朱平, 徐明岗, 张文菊 (2018). 长期施肥下农田土壤-有机质-微生物的碳氮磷化学计量学特征. *生态学报*, 38, 3848–3858.]
- Wang J, Wang SS, Qiao XG, Li A, Xue JG, Hasi M, Zhang XY, Huang JH (2016). Influence of nitrogen addition on the primary production in Nei Mongol degraded grassland. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 980–990. [王晶, 王珊珊, 乔鲜果, 李昂, 薛建国, 哈斯木其尔, 张学耀, 黄建辉 (2016). 氮添加对内蒙古退化草原生产力的短期影响. *植物生态学报*, 40, 980–990.]
- Xue YF, Zong N, He NP, Tian J, Zhang YQ (2018). Influence of long-term enclosure and free grazing on soil microbial community structure and carbon metabolic diversity of alpine meadow. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 29, 2705–2712. [薛亚芳, 宗宁, 何念鹏, 田静, 张永清 (2018). 长期围封和自由放牧对高寒草甸土壤微生物群落结构及碳源代谢多样性的影响. *应用生态学报*, 29, 2705–2712.]
- Yang Q, Wang W, Zeng H (2018). Effects of nitrogen addition on the plant diversity and biomass of degraded grasslands of Nei Mongol, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 430–441. [杨倩, 王妮, 曾辉 (2018). 氮添加对内蒙古退化草地植物群落多样性和生物量的影响. *植物生态学报*, 42, 430–441.]
- Yu HL, He NP, Wang QF, Zhu JX, Gao Y, Zhang YH, Jia YL, Yu GR (2017). Development of atmospheric acid deposition in China from the 1990s to the 2010s. *Environmental Pollution*, 231, 182–190.
- Yue K, Fornara DA, Yang W, Peng Y, Li Z, Wu FZ, Peng CH (2017). Effects of three global change drivers on terrestrial C:N:P stoichiometry: A global synthesis. *Global Change Biology*, 23, 2450–2463.
- Zechmeister-Boltenstern S, Keiblinger KM, Mooshammer M, Peñuelas J, Richter A, Sardans J, Wanek W (2015). The application of ecological stoichiometry to plant-microbial-soil organic matter transformations. *Ecological Monographs*, 85, 133–155.
- Zhan SX, Wang Y, Zhu ZC, Li WH, Bai YF (2017). Nitrogen enrichment alters plant N:P stoichiometry and intensifies phosphorus limitation in a steppe ecosystem. *Environmental and Experimental Botany*, 134, 21–32.
- Zhang JJ, Xu DM (2013). Niche characteristics of dominant plant populations in desert steppe of Ningxia with different enclosure times. *Acta Agrestia Sinica*, 21(1), 73–78. [张晶晶, 许冬梅 (2013). 宁夏荒漠草原不同封育年限优势种群的生态位特征. *草地学报*, 21(1), 73–78.]
- Zhang JT (2004). *Quantitative Ecology*. Science Press, Beijing. [张金屯 (2004). *数量生态学*. 科学出版社, 北京.]
- Zhang YH, Lü XT, Isbell F, Stevens C, Han X, He NP, Zhang GM, Yu Q, Huang JH, Han XG (2014). Rapid plant species loss at high rates and at low frequency of N addition in temperate steppe. *Global Change Biology*, 20, 3520–3529.
- Zhao H, Sun J, Xu XL, Qin XJ (2017a). Stoichiometry of soil microbial biomass carbon and microbial biomass nitrogen in China's temperate and alpine grasslands. *European Journal of Soil Biology*, 83, 1–8.
- Zhao YH, Zhang L, Chen YF, Liu XJ, Xu W, Pan YP, Duan L (2017b). Atmospheric nitrogen deposition to China: A model analysis on nitrogen budget and critical load exceedance. *Atmospheric Environment*, 153, 32–40.
- Zhou XB, Zhang YM, Wang SS, Zhang BC (2010). Combined effects of simulated nitrogen deposition and drought stress on growth and photosynthetic physiological responses of two annual desert plants in Junggar Basin, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 34, 1394–1403. [周晓兵, 张元明, 王莎莎, 张丙昌 (2010). 模拟氮沉降和干旱对准噶尔盆地两种一年生荒漠植物生长和光合生理的影响. *植物生态学报*, 34, 1394–1403.]
- Zhou ZH, Wang CK (2016). Changes of the relationships between soil and microbes in carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry during ecosystem succession. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 1257–1266. [周正虎, 王传宽 (2016). 生态系统演替过程中土壤与微生物碳氮磷化学计量关系的变化. *植物生态学报*, 40, 1257–1266.]
- Zhou ZH, Wang CK, Jin Y (2017). Stoichiometric responses of soil microflora to nutrient additions for two temperate forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 53, 397–406.

责任编辑: 韩文轩 责任编辑: 李 敏 实习编辑: 赵 航

#### 附录I N处理对土壤N和P状况及其比值的影响

##### Supplement I Effects of N treatments on soil N, P, and their ratio

<http://www.plant-ecology.com/fileup/1005-264X/PDF/cjpe.2019.0046-S1.pdf>

#### 附录II 土壤N、P指标间的相关系数

##### Supplement II Correlation coefficients between soil N and P

<http://www.plant-ecology.com/fileup/1005-264X/PDF/cjpe.2019.0046-S2.pdf>